干 旱 区 研 究
ARID ZONE RESEARCH

doi:10.13866/j.azr.2018.05.12

风蚀区^{137}Cs与有机质剖面分布及其关系
——以新疆准东地区为例①

赵来朋[1,2]， 樊梦成[3]， 胥鹏海[4]， 丁肇龙[1,2]， 刘 巍[1,2]， 杨建军[1,2]
(1. 新疆大学资源与环境科学学院,新疆 乌鲁木齐 830046; 2. 教育部绿洲重点实验室,新疆 乌鲁木齐 830046;
3. 新疆维吾尔自治区发展和改革委员会,新疆 乌鲁木齐 830002; 4. 陕西中圣环境科技发展有限公司,陕西 西安 710043)

摘 要: 通过对新疆准东地区沙地、裸地、戈壁、耕地和草地进行土样采集,分析了土壤^{137}Cs和有机质的分布特征,估算各土地利用类型的土壤侵蚀量并对其进行验证,同时探讨^{137}Cs与有机质之间的关系。结果发现:非耕地土壤^{137}Cs基本分布在地表15 cm以内,耕地土壤^{137}Cs主要分布在犁耕层;非耕地^{137}Cs均随土壤深度的增加呈下降趋势,耕地呈现均匀分布;草地土壤有机质随土壤深度增加呈减少趋势,戈壁和裸地有机质含量变化不明显,耕地有机质含量呈均匀状态分布;各土地利用类型下^{137}Cs含量总体表现为:草地 > 固定沙地 > 戈壁 > 耕地 > 裸地 > 半固定沙地,而有机质含量呈现为:草地和耕地 > 戈壁 > 固定沙地 > 半固定沙地和裸地。各样点利用^{137}Cs示踪法估算土壤侵蚀速率之间的差异,^{137}Cs示踪技术在风蚀地区测定的土壤风蚀并不可靠。准东土壤^{137}Cs与有机质呈现为弱相关或不相关,在准东风蚀区用^{137}Cs监测土壤有机质动态的效果并不明显。

关键词: 风蚀区; ^{137}Cs; 有机质; 土地利用类型; 土壤侵蚀速率; 准东地区

全球70%的国家和地区受到水土流失的影响,水土流失已经成为全球陆地生态系统面临的最严重的环境问题之一[1-2]。我国是世界上水土流失最严重的国家之一,水土流失面积高达3.56×10^6 km^2,其中水蚀1.65×10^6 km^2,风蚀面积1.91×10^6 km^2(全国第二次水土流失遥感调查),严重的土壤流失带走了大量的土壤养分,极大地制约了人类社会的生产和发展。相关研究表明[3],核素(^{137}Cs、^{210}Pb、^{7}Be等)主要附着在土壤黏粒的表面,并随着土壤颗粒的运移而发生移动,部分土壤养分主要伴随土壤颗粒发生迁移转化[4]。其中^{137}Cs示踪技术作为研究土壤侵蚀的主要方法之一,可以定量的计算土壤的侵蚀速率[5-7],但其应用多集中在流域侵蚀研究,而在土壤黏粒较低的风蚀地区是否适用还有待验证。土壤有机质作为重要的土壤养分之一,在水土流失过程中动态变化目前并不明确,相关研究也较少,尤其在干旱风蚀区,由于土地沙漠化等因素造成碳流失的不确定性,导致有关土壤风蚀碳流失的研究报道更少。众多的研究表明土壤中的^{137}Cs与有机质之间存在稳定的相关关系,而这种关系多存在于土壤黏粒较多的水力侵蚀区,在风蚀区这种相关关系是否成立有待进一步研究。

准东地区位于准噶尔盆地东部,植被盖度较低,有机质积累少,加之常年受风力侵蚀,造成准东地区土壤肥力严重下降,因此,研究土壤侵蚀与碳动态之间的关系对了解准东地区养分流失具有重要作用。本文在准东地区选取5种土地利用类型的9个土样,通过分析土壤^{137}Cs剖面分布与有机质的剖面分布特征,计算土壤侵蚀速率,并利用测钎法对其进行验证,探讨不同土地利用类型的土壤有机质与土壤^{137}Cs之间的定量关系,为预防和治理准东地区水土流失、保护准东生态环境提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

准东地区是新疆准噶尔盆地东部的彩南至北塔山的狭长地带,横跨昌吉州的阜康、吉木萨尔、奇台和木垒4个市县的北部,同时也包括了阿勒泰地区的富蕴县、青河县南部的部分地区,为卡拉麦里西南

① **收稿日期:** 2018-01-02; **修订日期:** 2018-05-16
基金项目: 国家自然科学基金地区基金项目"基于多核素联合示踪的干旱区风蚀对有机碳的影响研究"(41661057)资助
作者简介: 赵来朋(1989-),男,硕士研究生,研究方向为水土保持与荒漠化防治. E-mail:1468487342@qq.com
通讯作者: 杨建军. E-mail:yjjdfly@sina.com

山前戈壁荒漠带。其海拔高度在 800 ~ 1 473 m,冬季寒冷漫长,夏季炎热短暂,春季干旱少雨,秋季温凉,属于中温带大陆性气候,降雨量少,蒸发强烈。主要土壤为风沙土和灰棕漠土,土地利用类型以沙地、戈壁、裸地和裸岩石砾地为主,也有少量的农田和草地。植被覆盖度较低(为 3% ~5%),有机质积累量少,是典型的荒漠地带,主要的植被有梭梭〔*Haloxylon ammodendron*(C. A. Mey.) Bunge〕、盐生假木贼〔*Anabasis salsa*(C. A. Mey.) Benth. ex Volkens〕、琵琶柴〔*Reaumuria songonica*(Pall.) Maxim.〕、猪毛菜(*Salsola collina* Pall.)、驼绒藜〔*Ceratoides latens*(J. F. Gmel.) Reveal et Holmgren〕、戈壁藜〔*Iljinia regelii* (Bunge) Korov.〕等。

1.2 样品的采集与处理

根据准东地区的地形地貌与土地利用状况,选取 8 个采样点和 1 个背景值点(图 1)。测钎数据收集于 2014 年 7 月至 2015 年 7 月,每 3 个月收集 1 次测钎数据。土壤样品采集于 2015 年 7—9 月,采样点土地利用类型主要为沙地、戈壁、裸地、耕地和草地。为研究土壤^{137}Cs 和土壤有机质随土壤深度的变化特征,在各采样点以 2 cm 为间隔进行分层采集剖面样品,采样深度为 20 cm,每个样点取相距 1 m左右的 3 个土壤样品并充分混合均匀,将混合土样作为该点的土样。将采集到的 90 个土壤样品带回实验室自然风干,经研磨、过 2 mm 筛后,去除植物凋落物、砾石等杂物,取 1 000 g 封装保存。

土地利用数据来自:奇台县土地利用数据库(第二次全国土地调查)、吉木萨尔县土地利用数据库(第二次全国土地调查)、木垒县土地利用数据库

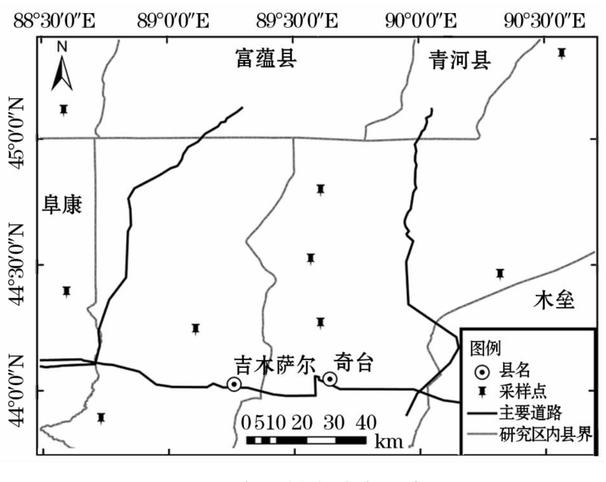


图 1 研究区样点分布示意图

Fig. 1 Distribution of sampling sites in the study area

(第二次全国土地调查);中国土壤特征数据集、中国 1:4 000 000 植被图、中国 1:4 000 000 冰川冻土沙漠图〔黑河计划数据管理中心、寒区旱区科学数据中心(http://westdc. westgis. ac. cn/about/terms)〕。

1.3 测定及计算方法

^{137}Cs 的测定在核工业北京地质研究院分析测试研究中心进行,将采得的土壤样品在 105 ℃左右的烘箱中烘至恒重,冷却后称取 800 g 土壤样品放在高分辨率、低能、高纯锗探测器及多通道分析仪 γ 能谱仪上进行测定,在 661.6 KeV 处测定^{137}Cs 的活度,每个样品测定时间大于 80 000 s。将土壤样品进一步磨细过 0.15 mm 筛,用重铬酸钾外加热法测定土壤有机质含量。

^{137}Cs 总量的计算采用 Walling 等[8] 1999 年提出的公式:

$$CPI = \sum_{i=1}^{n} C_i \cdot D_i \cdot h_i \tag{1}$$

式中:CPI 表示采样点的^{137}Cs 强度值总量(Bq · m^{-2});i 为采样层序号;n 为采样层数;C_i 为第 i 层^{137}Cs的活度(Bq · kg^{-1});D_i 为第 i 层的土壤容重(kg · m^{-3});h_i 为第 i 层的厚度(m)。

耕作土壤侵蚀速率的计算采用比例模型[8],其计算公式为:

$$Y = 10\frac{DhX}{T} \tag{2}$$

式中:Y 表示采样点土壤的侵蚀速率(t · hm^{-2} · a^{-1});D 为耕层土壤的容重(kg · m^{-3});h 为犁耕层的深度(m);X 为^{137}Cs 的相对丢失率;T 为 1963 年至采样年份的时间。

对于非耕地土壤类型,侵蚀速率的计算采用 Lowrance 等[9]建立的模型:

$$Y = 10\frac{(A_{ref} - A)}{T \times C_a} \tag{3}$$

式中:A_{ref}和 A 分别为背景值点和其他采样点^{137}Cs 总面积活度(Bq · m^{-2});C_a 为采样点土壤^{137}Cs 平均质量活度(Bq · kg^{-1})。

$$H = \frac{Y}{10 \cdot D_a} \tag{4}$$

式中:H 为年均风蚀厚度(m);D_a 为土壤各层容重的均值(kg · m^{-3})。

2 结果与讨论

2.1 ^{137}Cs 背景值

确定^{137}Cs 的背景值是^{137}Cs 示踪技术研究土壤侵蚀的基础和关键,土壤剖面的^{137}Cs 含量高于背景值表明土壤有沉积,低于背景值表明土壤有侵蚀。国内外有关这方面的研究通常把未受到侵蚀或沉积的大面积平坦山顶和远离山体的非耕作平地选作背景值样点[10-11]。本研究采用地势相对平坦、人为干扰极少的草地的^{137}Cs 含量作为背景值。根据公式(1)计算得研究区背景值样点^{137}Cs 含量为 1 698.29 Bq · m^{-2},齐永青等[12]利用 Walling 和 He 的模型得到新疆阿克苏地区的背景值为 1 763 Bq · m^{-2};严平等[13] 1998 年测得青海共和盆地背景值为 2 691.78 Bq · m^{-2},经衰减校正后为 1 812.37 Bq · m^{-2};徐红等[14] 1986 年测得罗布泊背景值为 3 553 Bq · m^{-2},衰减校正后为 1 809.41 Bq · m^{-2},这些地区的背景值与本研究区的背景值点^{137}Cs 含量差异并不明显,并且地理位置与本研究区接近,地形、气候等都与本研究区较为相似,因此,本研究中^{137}Cs 背景值点的选取是合适的。

2.2 ^{137}Cs 分布特征

^{137}Cs 深度分布可以划分为正常剖面、沉积剖面、侵蚀剖面和人为扰动剖面 4 种形式[15](表 1)。研究区土壤^{137}Cs 剖面分布特征如图 2 所示,从整个研究区来看,^{137}Cs 的质量活度分布范围为检测下限(<0.31 Bq · kg^{-1})到 65.5 Bq · kg^{-1},平均值为 5.81 Bq · kg^{-1};非耕地土壤垂直剖面中土壤^{137}Cs 多分布于 15 cm,耕地由于人为的翻耕作用土壤^{137}Cs 主要分布在犁耕层(20 cm)。比较各采样点^{137}Cs 质量活度发现:背景值点土壤^{137}Cs 分布随深度增加呈指数下降(^{137}Cs 活度 $C = 57.304e^{-33.007h}$,h 为采样层深度,$R^2 = 0.827\ 8$),为正常剖面;耕地样点由于人为翻耕作用^{137}Cs 呈均匀分布,为典型的人为扰动剖面;草地样点表层可见明显的^{137}Cs 积累,分布深度大于背景值点,且^{137}Cs总量高于背景值点,为沉积

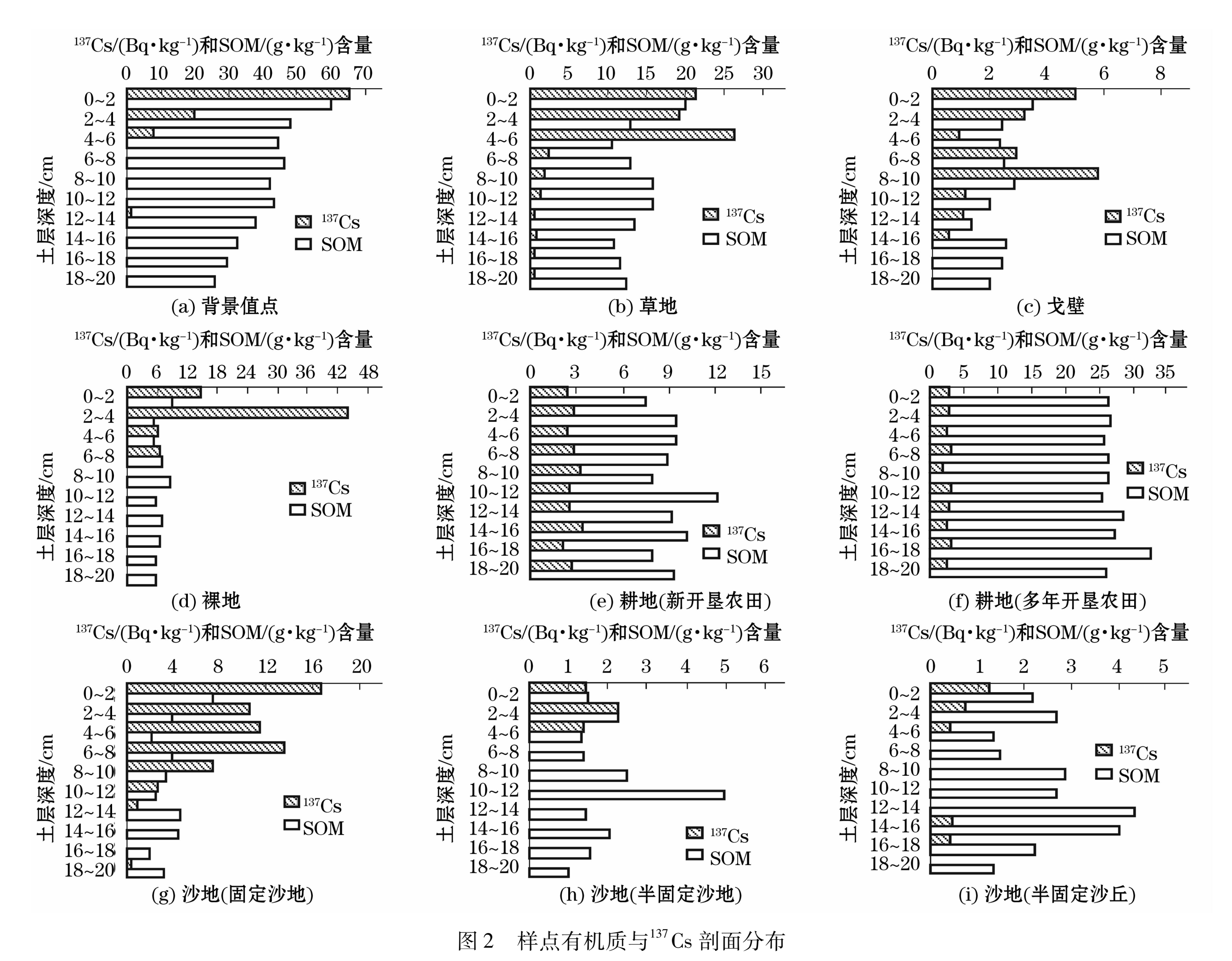


图 2 样点有机质与^{137}Cs 剖面分布

Fig. 2 Distribution of organic matter and ^{137}Cs contents at the sampling sites along a profile

表 1 4 种土壤剖面^{137}Cs 分布形式

Tab. 1 Distribution patterns of ^{137}Cs content along 4 profiles

剖面形式	^{137}Cs 分布特征	指示意义
正常剖面	^{137}Cs 主要集中在土壤表层 20 cm 以内，其含量一般遵循指数分布规律	^{137}Cs 为原始沉积，剖面未经历任何形式的侵蚀或堆积，其总量代表区域^{137}Cs 的背景值
沉积剖面	在正常剖面之上覆盖有^{137}Cs 蓄积，^{137}Cs 含量及其分布深度要大于正常剖面	剖面接收大气沉降和其他区域运移的^{137}Cs，通过与背景值比较，可以确定侵蚀速率
侵蚀剖面	正常剖面上部被侵蚀，表层^{137}Cs 含量低，分布深度浅	剖面遭受风、水、融冻等作用的侵蚀，可以通过与背景值比较，确定侵蚀速率
人为扰动剖面	^{137}Cs 含量在特定层次出现异常，指数分布规律完全打破，在一定深度呈均匀分布或无规律现象	人为扰动导致，异常分布对应特定时期的人为活动（灌溉、开采等），均匀分布一般是人为翻耕所致

剖面；裸地、半固定沙丘样点土壤^{137}Cs 的分布深度和表层^{137}Cs 质量活度均小于背景值点，说明裸地、半固定沙丘样点均发生土壤侵蚀，为侵蚀剖面；戈壁和固定沙地样点表层^{137}Cs 活度小于背景值样点，但^{137}Cs 总量高于背景值点，因此，戈壁和固定沙地样点为侵蚀－沉积复合剖面。从^{137}Cs 的总量来看，各样点差异较大，总体表现为：草地 > 固定沙地 > 戈壁 > 耕地 > 裸地 > 半固定沙地。

正常土壤剖面中，^{137}Cs 的分布随土壤深度的增加呈现指数递减现象[16]，而表层土壤受到地形、植被、风、降水等因素的影响，在发生土壤侵蚀或沉积时会出现^{137}Cs 在土壤中的分布深度变浅、变厚或表层^{137}Cs 随土壤流失，而低于下层土壤的现象[17]。大量研究证明，地表植被、生物结皮和地表砾石等对土壤具有一定的保护作用[18－19]，甚至可以接收部分风携带的沙尘。草地和固定沙地土壤植被盖度相对高于半固定沙丘和裸地，因此，草地和固定沙地样点^{137}Cs 含量高于半固定沙丘和裸地；而戈壁样点植被覆盖度虽低，但是该采样点表面被砾石覆盖，对土壤也能起到一定的保护作用，甚至能够接受部分颗粒，因此，该点^{137}Cs 含量反而略高于背景值点。对于耕地来说，农作物的根系具有固定土壤和改良土壤的作用[20]，同时，农作物枝叶等地表覆盖物能够有效地减小地面风的侵蚀力，起到一定的水土保持作用，但是植被覆盖时间太短，仅有 5 ~ 6 个月，同时由于耕地上定期的人为翻耕和土地整理等活动，也增加了对耕地土壤的人为干扰程度[21－22]，致使表层土壤更松软易发生土壤侵蚀，因此，耕^{137}Cs 总量低于背景值点。

2.3 有机质剖面分布

从图 2 来看，研究区表层土壤有机质在地表 20 cm 内均有分布，分布值在 1.01 ~ 59.92 g · kg^{-1}之间，平均值为 12.19 g · kg^{-1}。对比不同土地利用类型样点有机质含量发现，草地和耕地有机质含量显著高于戈壁、沙地和裸地（表 2），非耕地土壤有机质含量均在土壤表层出现最大值（半固定沙地除外）（图 2），而半固定沙地有机质分布异常。从其剖面分布来看，背景值样点土壤有机质在地表随土层的增加，大致呈线性递减；草地样点在地表随土壤深度增加虽有波动，但大致呈减少趋势；在耕地样点中土壤有机质含量呈均匀状态分布，但开垦多年的农田有机质含量要显著高于新开垦农田；戈壁和裸地样点有机质含量随土壤深度增加变化并不明显；而在沙地中，有机质含量整体较低，分布没有明显规律。从有机质平均含量来看，各样点有机质含量差异较大，5 种土地利用方式有机质含量总体呈现为：草地和耕地 > 戈壁 > 固定沙地 > 半固定沙地和裸地（表 2）。

区域土壤有机质含量通常是由输入的有机质含量和不同类型的有机质矿化速率或随土壤流失之间的平衡共同决定的。土壤有机质的含量与地表植被和气候具有很大关系[23]，在研究区内草地和固定沙地样点地表有植被的保护，使表层土壤有机质不易被流失，而这些植被的凋落物经微生物分解后形成了大量的有机质，补充了土壤侵蚀损失的有机质，同时干旱区降水少，有机质的分解较慢[24]，因此，草地和固定沙地有机质含量相对较高；裸地没有植被覆盖，无有机质来源，因此，该土地利用类型中土壤有机质含量相对较少。人为干扰可以影响土壤有机质的输入和有机质的分解速率以及在土壤剖面中的分布状态[25]。对于耕地而言，由于人为的长期耕作活动，对土壤和有机质具有搅拌作用，因此，无论开垦多年的耕地还是新开垦耕地均呈现出均匀分布现象，但是开垦多年的耕地由于每年添加有机肥和作物秸秆被微生物分解形成有机质等，使其有机质含量要显著高于新开垦耕地，说明人为活动在一定程

表 2　采样点^{137}Cs 含量、土壤侵蚀速率和土壤有机质特征

Tab. 2　Characteristics of ^{137}Cs content, soil erosion rate and soil organic matter content in soil samples

样点	经纬度	人类活动	土地利用类型	容重均值 /(Bq·kg^{-3})	^{137}Cs 总量 /(Bq·m^{-2})	侵蚀速率 /(t·hm^{-2}·a^{-1})	年均侵蚀厚度/m	有机质均值 /(g·kg^{-1})
1	44.389 02°N 88.600 51°E	农田	耕地(新开垦农田)	1 062.27 ±74.06a	573.22	27.07	0.002 5	9.93a
2	44.240 88°N 89.914 95°E	农田	耕地(解放前开垦)	1 079.19 ±44.96ab	592.34	27.03	0.002 5	27.16b
3	44.794 12°N 89.611 24°E	无	裸地	1 167.94 ±91.61b	479.44	90.89	0.007 8	2.47c
4	44.458 67°N 90.32513°E	无	戈壁	1 467.73 ±188.32c	1 710.58	-0.20	-0.000 0	6.62a
5	44.265 24°N 89.610 73°E	无	沙地(半固定沙丘)	1 491.87 ±140.23c	171.52	172.04	0.012	1.99c
6	45.110 38°N 88.589 02°E	无	沙地(半固定沙地)	1 538.70 ±107.04c	105.09	840.69	0.054 6	3.25c
7	44.520 03°N 89.571 70°E	无	沙地(固定沙地)	1 552.07 ±93.74c	1 881.53	-5.53	-0.000 4	3.71ac
8	45.335 71°N 90.570 19°E	放牧	高原草地	1 476.47 ±100.01c	2 308.02	-15.66	-0.001 1	13.64d
9	43.886 27°N 88.737 96°E	无	高原草地(背景值点)	991.04 ±82.42a	1 698.29	0	0	40.96e
平均	-	-	-	1 314.03	1 057.78	142.04	0.010 1	12.19

注:负值表示沉积,正值表示侵蚀;a、b、c、d、e 为方差检验结果,不同字母表示差异显著,含有相同字母表示没有显著差异。

度上具有增加土壤肥力的作用。

2.4　土壤侵蚀速率

通过测定采样点各层土壤^{137}Cs 质量活度和土壤容重,利用公式(1)~(4),计算出^{137}Cs 面积活度、耕地土壤侵蚀速率、非耕地土壤侵蚀速率和土壤年均侵蚀厚度。由表 2 可知,土壤^{137}Cs 分布在 105.09~2 308.02 Bq·m^{-2}之间,平均为 1 057.78 Bq·m^{-2},土壤侵蚀速率在 -15.66~840.69 t·hm^{-2}·a^{-1}之间,平均为 142.04 t·hm^{-2}·a^{-1},土壤侵蚀厚度平均为 0.010 1 m。从不同土地利用方式来看,各样点之间土壤侵蚀速率存在较大差异,其中半固定沙地^{137}Cs 含量最低,土壤风蚀较为严重,最高风蚀速率可达 840.69 t·hm^{-2}·a^{-1}。

曹月娥等[26]利用粒度对比法估算准东 2016 年耕地、草地、裸地、半固定沙丘等土地利用类型的平均风蚀速率分别为 22.82 t·hm^{-2}·a^{-1}、32.81 t·hm^{-2}·a^{-1}、33.34 t·hm^{-2}·a^{-1}、39.81 t·hm^{-2}·a^{-1},与^{137}Cs 示踪法的相对误差较大,因此,在准东地区用^{137}Cs 示踪法估算土壤的风蚀量是不可靠的。利用测钎得到准东地区 2014 年 7 月至 2015 年 7 月的实际平均风蚀厚度约为 0.016 0 m,显著高于^{137}Cs 示踪得到的风蚀厚度,而多年持续风蚀减少了土壤表层的可蚀性颗粒物,不可蚀颗粒物相对增加,从而降低了土壤的风蚀强度,多年平均风蚀量要大于当年风蚀量,即土壤风蚀的时距效应[27],因此,在准东地区利用^{137}Cs 示踪法计算出的土壤风蚀是不可靠的。在干旱风蚀区,由于地表风蚀,土壤颗粒的移动并没有明显的方向和界线,土壤颗粒在气流中长距离大范围搬运、沉降,^{137}Cs 对其跟踪测定困难较大[28]。^{137}Cs 在土壤中主要被黏粒吸附,干旱风蚀区土壤的主要成分是砂砾,吸附^{137}Cs 的量极微,而长期风蚀吹走了地表细颗粒,造成其在土壤中混合不均,因此,在干旱风蚀区利用^{137}Cs 示踪法估算土壤风蚀量是不合适的。

表 3　采样点^{137}Cs 活度和土壤有机质相关系数

Tab. 3　Correlation coefficients between ^{137}Cs and SOM in soil samples

土地利用类型	背景值点	草地	戈壁	裸地	新开垦农田	开垦多年农田	固定沙地	半固定沙丘	半固定沙地
相关系数	0.752 5*	0.156 7	0.673 6*	-0.347 3	0.070 4	0.377 8	0.440 7	-0.036 5	0.000 4

注:*表示显著相关(P<0.05)。

2.5 土壤^{137}Cs与有机质含量的关系

分析各采样点土壤^{137}Cs活度和有机质的相关关系(表3)发现:土壤有机质含量与土地利用类型有关,背景值和草地样点土壤有机质与其他样点均表现为显著或极显著差异,耕地中有机质(除新开垦农田与裸地没有显著差异外)与其他样点均表现为显著或极显著差异;而土壤^{137}Cs仅在半固定沙丘和半固定沙地与背景值样点表现显著性差异外(P分别为0.032、0.028),其他样点均未呈现出明显差异。经相关分析发现:在所有样点中只有裸地和半固定沙丘的土壤有机质与^{137}Cs活度呈负相关,其余样点的土壤有机质与^{137}Cs活度均呈正相关,其中戈壁和背景值样点表现为显著相关(表3)。从整个研究区来看,^{137}Cs总量和土壤侵蚀速率与有机质含量表现为弱相关,相关系数分别为0.301和0.332,说明在准东风蚀区用^{137}Cs监测土壤有机质动态具有一定的局限性。

土壤有机质含量与土地利用类型有关[29],因此,研究区内各样点之间有机质含量差异较大。部分研究表明,土壤^{137}Cs与土壤有机质之间具有紧密的相关关系[30],但在本研究区内各样点^{137}Cs与土壤有机质之间相关性并不明显,这是由于土壤^{137}Cs与土壤有机质的紧密关系以及与土壤黏粒含量有着重要关系,研究表明土壤^{137}Cs和有机质大多吸附在土壤黏粒上共同运移[3-4,30],而本研究区位于风蚀区,土壤中黏粒含量少(表4),因此,土壤^{137}Cs与土壤有机质之间相关关系并不显著。本研究区由于风等作用,大部分土地利用类型土壤侵蚀较为严重,^{137}Cs含量相对较少,而在^{137}Cs含量低的地区,用^{137}Cs研究土壤有机碳动态存在一定的局限性[30],因此,用^{137}Cs监测整个准东风蚀区土壤有机质动态的效果并不明显。

表4 各样点土壤粒径分布

Tab.4 Distribution of soil particle size in soil samples

样点	砂砾/%	粉粒/%	黏粒/%
背景值点	91.52	8.32	0.16
草地	93.01	6.63	0.36
戈壁	52.58	37.83	9.59
裸地	88.03	10.91	1.06
新开垦农田	63.83	33.45	2.72
多年耕作农田	81.21	18.05	0.74
固定沙地	99.4	0.6	0
半固定沙地	100	0	0
半固定沙丘	99.99	0.01	0

3 结 论

(1)准东地区非耕地土壤垂直剖面中^{137}Cs基本分布在地表15 cm以内,耕地土壤^{137}Cs主要分布在犁耕层(20 cm左右);沙地、裸地和草地土壤^{137}Cs的分布均随土壤深度的增加呈下降趋势,耕地土壤^{137}Cs在犁耕层深度内呈现均匀分布;各土地利用类型下^{137}Cs含量总体表现为:草地>固定沙地>戈壁>耕地>裸地>半固定沙地。

(2)研究区内,草地样点土壤有机质随土壤深度增加呈减少趋势,而戈壁和裸地样点有机质含量随土壤深度增加变化并不明显,耕地样点中土壤有机质含量呈均匀状态分布,开垦多年的农田有机质含量要显著高于新开垦农田;5种土地利用方式有机质含量总体呈现为:草地和耕地>戈壁>固定沙地>半固定沙地和裸地。

(3)各样点之间利用^{137}Cs示踪法估算土壤侵蚀速率存在较大差异;利用^{137}Cs示踪法测得的土壤侵蚀量和侵蚀厚度与粒度对比法及测钎法得到的结果具有显著差异,^{137}Cs示踪技术在干旱风蚀地区测定的土壤风蚀并不可靠。

(4)土壤有机质含量与土地利用类型有关,背景值和草地样点土壤有机质与其他样点均表现为显著或极显著差异,耕地与其他样点均表现为显著或极显著差异;土壤^{137}Cs仅在半固定沙丘和半固定沙地与背景值样点表现出显著性差异,其他样点均未呈现出明显差异;戈壁和背景值样点^{137}Cs与有机质表现为显著相关,其他样点均呈现为弱相关或不相关,在准东风蚀区用^{137}Cs监测土壤有机质动态的效果并不明显。

参考文献(References):

〔1〕 Hessel R,van den Bosch R,Vigiak O,et al. Evaluation of the Lisem soil erosion model in two catchments in the East African Highlands〔J〕. Earth Surface Processes and Landforms:The journal of the British Geomorphological Research Group,2006,31(4):469-486.

〔2〕 Creamer R E,Brennan F,Fenton O,et al. Implications of the proposed soil framework directive on agricultural systems in Atlantic Europe:A review〔J〕. Soil Use and Management,2010,26(3):198-211.

〔3〕 濮励杰,韩书成,金平华,等. 红壤丘陵区土壤^{137}Cs含量与土壤颗粒组成的关系研究——以江西省丰城市为例〔J〕. 水土保持通报,2006,26(4):11-15.〔Pu Lijie,Han Shucheng,Jin Pinghua,et al. Relationship between ^{137}Cs content and composition of soil particles in red soil region:A case study of Fengcheng City,

Jiangxi Province〔J〕. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2006,26(4):11－15.〕

〔4〕 Ritchie J C, McCarty G W. 137－Cesium and soil carbon in a small agricultural watershed〔J〕. Soil and Tillage Research, 2003, 69(1－2):45－51.

〔5〕 王玉宽,文安邦,张信宝,等. 长江上游重点水土流失区坡耕地土壤侵蚀的^{137}Cs法研究〔J〕. 水土保持学报,2003,17(2):77－80.〔Wang Yukuan, Wen Anbang, Zhang Xinbao, et al. Study of soil erosion on cultivated slope land in severe soil Loss regions of upper reaches of Yangtze River basin using ^{137}Cs technique〔J〕. Journal of Soil and Water Conservation, 2003, 17(2):77－80.〕

〔6〕 Fang Huajun, Yang Xueming, Zhang Xiaoping, et al. Using ^{137}Cs tracer technique to evaluate erosion and deposition of Black soil in Northeast China〔J〕. Pedosphere, 2006, 16(2):201－209.

〔7〕 Jia Yanhong, Wang Zhaoyin, Zheng Xiangmin, et al. Estimation of soil erosion in the Xihanshui River Basin by using ^{137}Cs technique〔J〕. International Journal of Sediment Research, 2012, 27(4):486－497.

〔8〕 Walling D E, He Q. Improved models for estimating soil erosion rates from cesium－137 measurements〔J〕. Journal of Environment Quality, 1999, 28 (2):611－622.

〔9〕 Lowrance R, Mclntyre S, Lance C. Erosion and deposition in a field/forest system estim ated using cesium － 137 activity〔J〕. Journal of Soil and Water Conservation, 1988, 43(2):195－198.

〔10〕 Li Y, Zhang Q W, Reicosky D C, et al. Using ^{137}Cs and ^{210}Pb^{ex} for quantifying soil organic carbon redistribution affected by intensive tillage on steep slopes〔J〕. Soil and Tillage Research, 2006, 86 (2):176－184.

〔11〕 张明礼,杨浩,王小雷,等. 中国季风区土壤^{137}Cs背景值研究〔J〕. 核农学报,2009,23(4):669－675.〔Zhang Mingli, Yang Hao, Wang Xiaolei, et al. Soil ^{137}Cs backround values in Monsoon region of China〔J〕. Joumal of Nuclear Agricultural Sciences, 2009, 23(4):669－675.〕

〔12〕 齐永青,张信宝,贺秀斌,等. 中国^{137}Cs本底值区域分布研究〔J〕. 核技术,2006,29(1):42－50.〔Qi Yongqing, Zhang Xinbao, He Xiubin, et al. ^{137}Cs reference inventories distribution pattern in China〔J〕. Nuclear Techniques, 2006, 29(1):42－50.〕

〔13〕 严平,董光荣. 青海共和盆地土壤风蚀的^{137}Cs法研究〔J〕. 土壤学报,2003,40(4):497－503.〔Yan Ping, Dong Guangrong. Application of the caesium－137 technique on wind erosion in the Gonghe Basin, Qinghai Province〔J〕. Acta Pedologica Sinica, 2003, 40(4):497－503.〕

〔14〕 徐红,韦继管,邹文良,等. 新疆核试验场周围土壤中^{90}Sr、^{137}Cs水平〔J〕. 中华放射医学与防护杂志,1986,6 (6):395－398.〔Xu Hong, Wei Jiguan, Zou Wenliang, et al. ^{90}Sr and ^{137}Cs level in soil around xinjiang nuclear test site〔J〕. China Journal of Radiology and Protection, 1986, 6(6):395－398.〕

〔15〕 Walling D E, Quine T A. Use of Caesium－137 as A Tracer of Erosion and Sedimentation: Handbook for the Application of the Caesium－137 Technique〔M〕. Department of Geography, University of Exeter, Exeter, 1993:15－34.

〔16〕 刘巍,曹月娥,杨建军,等. 准东煤田露天矿区土壤^{137}Cs剖面分布特征及侵蚀速率估算〔J〕. 水土保持学报,2015,29(3):52－55,324.〔Liu Wei, Cao Yue'e, Yang Jianjun, et al. ^{137}Cs profile distribution and estimation of soil erosion rate in Zhundong opencast mine area〔J〕. Journal of Soil and Water Conservation, 2015, 29(3):52－55,324.〕

〔17〕 张明礼,杨浩,林加加,等. 利用^{137}Cs示踪技术与土壤化学物质研究滇池流域土壤侵蚀〔J〕. 生态环境,2008,17(6):2 450－2 457.〔Zhang Mingli, Yang Hao, Lin Jiajia, et al. The soil erosion of dianchi catchment using ^{137}Cs tracer and selected chemical properties〔J〕. Ecology and Environment, 2008, 17(6):2 450－2 457.〕

〔18〕 戴全厚,喻理飞,薛萐,等. 植被控制水土流失机理及功能研究〔J〕. 水土保持研究,2008,15(2):32－35,61.〔Dai Quanhou, Yu Lifei, Xue Sha, et al. Study on the mechanism and function of soil and water Loss controlled by vegetation〔J〕. Research of Soil and Water Conservation, 2008, 15(2):32－35,61.〕

〔19〕 张晓艳,周正朝. 黄土高原地区草地植被调控土壤水蚀机理的研究进展〔J〕. 草业科学,2015,32(1):64－70.〔Zhang Xiaoyan, Zhou Zhengchao. Research progress on mechanism of grassland vegetation regulating soil erosion in Loess Plateau〔J〕. Pratacultural Science, 2015, 32(1):64－70.〕

〔20〕 于淑婷,赵亚丽,王育红,等. 轮耕模式对黄淮海冬小麦－夏玉米两熟区农田土壤改良效应〔J〕. 中国农业科学,2017,50(11):2 150－2 165.〔Yu Shuting, Zhao Yali, Wang Yuhong, et al. Improvement effects of rotational tillage patterns on soil in the winter wheat-summer maize double cropping area of Huang-Huai-Hai Region〔J〕. Scientia Agricultura Sinica, 2017, 50(11):2 150－2 165.〕

〔21〕 王健,吴发启,孟秦倩. 农业耕作措施蓄水保土效益试验研究〔J〕. 水土保持通报,2004,24(5):39－41.〔Wang Jian, Wu Faqi, Meng Qinqian. Benefits of tillage measures for soil and water conservation〔J〕. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2004, 24 (5):39－41.〕

〔22〕 李子君,于兴修. 冀北土石山区坡面尺度径流特征及其影响因素〔J〕. 农业工程学报,2012,28(17):109－116.〔Li Zijun, Yu Xingxiu. Characteristics of surface runoff and its influencing factors on slope scale in rocky mountain area of northern Hebei province〔J〕. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2012, 28(17):109－116.〕

〔23〕 张立欣,段玉玺,王博,等. 库布齐沙漠不同人工固沙灌木林土壤微生物量与土壤养分特征〔J〕. 应用生态学报,2017,28(12):3 871－3 880.〔Zhang Lixin, Duan Yuxi, Wang Bo, et al. Characteristics of soil microorganisms and soil nutrients in different sand-fixation shrub plantations in Kubuqi Desert, China〔J〕. Chinese Journal of Applied Ecology, 2017, 28(12):3 871－3 880.〕

〔24〕 王新源,赵学勇,李玉霖,等. 环境因素对干旱半干旱区凋落物分解的影响研究进展〔J〕. 应用生态学报,2013,24(11):3 300－3 310.〔Wang Xinyuan, Zhao Xueyong, Li Yulin, et al. Effects of environmental factors on litter decomposition in arid and semi-arid regions: A review〔J〕. Chinese Journal of Applied Ecology, 2013, 24(11):3 300－3 310.〕

〔25〕 Aoyama M, Angers D A, N'Dayegamiye A. Particulate and mineral-associated organic matter in water-stable aggregates as affected by mineral fertilizer and manure applications〔J〕. Canadian Journal of Soil Science, 1999, 79(2):295－302.

〔26〕 曹月娥,张婷婷,杨建军,等. 准东地区不同土地利用类型土壤粒度特征分析及风蚀量估算〔J〕. 新疆大学学报(自然科学版),2017,34(2):140－145.〔Cao Yue'e, Zhang Tingting, Yang Jianjun, et al. Grain sizes analysis and estimation on wind erosion amount in diferent land-use types of Zhundong Area〔J〕. Journal

of Xinjiang University (Natural Science Edition), 2017, 34(2): 140－145.]

[27] 张春来, 董光荣, 董治宝, 等. 用风洞实验方法计算土壤风蚀量的时距问题[J]. 中国沙漠, 1996, 16(2): 200－203. [Zhang Chunlai, Dong Guangrong, Dong Zhibao, et al. Time problem in calculting soil wind erosion rate with tunnel experiment[J]. Journal of Deseert Research, 1996, 16(2): 200－203.]

[28] 严平, 张信宝. ^{137}Cs 法在风沙过程研究中的应用前景[J]. 中国沙漠, 1998, 18(2): 87－92. [Yan Ping, Zhang Xinbao. Prospects of caesium－137 used in the study of aeolian processes[J]. Journal of Desert Research, 1998, 18(2): 87－92.]

[29] 汤新艺, 管东生. 3种典型陆地生态系统土壤 ^{137}Cs 和有机碳含量研究[J]. 中国环境科学, 2012, 32(4): 710－714. [Tang Xinyi, Guan Dongsheng. ^{137}Cs inventories and soil organic carbon content in soils of three typical terrestrial ecosystems[J]. China Environmental Science, 2012, 32(4): 710－714.]

[30] 方海燕, 盛美玲, 孙莉英, 等. ^{137}Cs 和 $^{210}Pb^{ex}$ 示踪黑土区坡耕地土壤侵蚀对有机碳的影响[J]. 应用生态学报, 2013, 24(7): 1 856－1 862. [Fang Haiyan, Sheng Meiling, Sun Liying, et al. Using ^{137}Cs and $^{210}Pb^{ex}$ to trace the impact of soil erosion on soil organic carbon at a slope farmland in the black soil region[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2013, 24(7): 1 856－1 862.]

Distribution of ^{137}Cs and Soil Organic Matter Contents in Wind Erosion Zone: A Case Study in the East Junggar Basin, Xinjiang

ZHAO Lai-peng[1,2], FAN Meng-cheng[3], XU Peng-hai[4], DING Zhao-long[1,2], LIU Wei[1,2], YANG Jianjun[1,2]

(1. *College of Resources and Environment Sciences, Xinjiang University, Urumqi* 830046, *Xinjiang, China*;
2. *Key Laboratory of Oasis Ecology, Ministry of Education, Urumqi* 830046, *Xinjiang, China*;
3. *Development and Reform Commission of Xinjiang Uygur Autonomous Region, Urumqi* 830002, *Xinjiang, China*;
4. *Zhongsheng Environmental Science and Technology Development Co.*, *Ltd.*, *Xi'an* 710043, *Shaanxi, China*)

Abstract: The effect of SOC caused by soil erosion has become as a focus in the study of carbon cycle in arid area. The relationship between ^{137}Cs and soil organic carbon can be used to monitor SOM and to provide the references for preventing and controlling nutrient loss in arid area. Soil samples were collected at 2 cm depth interval from sandy land, bare land, Gobi desert, steppe and arable land in the east Junggar Basin, Xinjiang. The SOM and ^{137}Cs of soil samples were measured, and the ^{137}Cs tracer method was used to estimate the soil erosion rates of five different land use types. Synchronously, the relationship between SOM and soil ^{137}Cs in different land use types was discussed. The results showed that ^{137}Cs was basically distributed within 15cm of non-arable soil depth, and mainly in plough layer of cultivated land. The ^{137}Cs was decreased with the increase of soil depth in non-cultivated land, and there was a uniform distribution in the farmland. The SOM of steppe was in a decrease trend with the increase of soil depth. The change of organic matter content in Gobi desert and bare land was not significant, and the organic matter content in cultivated land was distributed uniformly. The total ^{137}Cs content was in an order of steppe > fixed sandy land > Gobi desert > cultivated land > bare land > semi-fixed sandy land, and the organic matter content was in an order of steppe and cultivated land > Gobi desert > fixed sandy land > semi-fixed sandy land and bare land. The soil erosion rates estimated by ^{137}Cs tracer method were quite different from the different sampling sites. The differences between the values of wind erosion determined by the ^{137}Cs tracer technique and the actually measured results were significant. There was a weak or no correlation between soil ^{137}Cs and organic matter content in the east Junggar Basin.

Key words: wind erosion zone; ^{137}Cs; SOC; land use type; soil erosion rate; arid area